magiran.com

تجمع زیستی جیوه در اردک ماهی (*Esox lucius*) تالاب انزلی، ایران

غلامرضا قاسم‌زاده[۱]*؛ عباس اسماعیلی ساری[۲]؛ عیسی شریف پور[۳]؛
غلامحسین وثوقی[٤]؛ سید محمود قاسمپوری[٥] و قاسم ذولفقاری[٦]
g_ghasemzadeh@yahoo.com
۱، ۲ و ٤- واحد علوم و تحقیقات دانشگاه آزاد اسلامی، تهران صندوق پستی: ۷۷۵-۱٤٥۱٥
۳ - موسسه تحقیقات شیلات ایران، تهران صندوق پستی: ٦۱۱٦-۱٤۱٥٥
٥ و ٦- دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی دانشگاه تربیت مدرس ،نور، صندوق پستی: ۳٥٦-٤٦٤١٤
تاریخ دریافت: آبان ۱۳۸۸ تاریخ پذیرش: اردیبهشت ۱۳۸۹

چکیده

در این تحقیق تجمع زیستی جیوه در اردک ماهی تالاب انزلی و حد مجاز مصرف آن بدون اثرات سرطانزایی ناشی از جیوه مورد بررسی قرار گرفت. نمونه‌برداری از تیر ماه ۱۳۸۴به مدت یکسال بوسیله دام گوشگیر و دستگاه الکتروشوکر صورت گرفت. طحال، کبد و بافت عضله پشتی ۷۸ عدد اردک ماهی در کلاسه‌های سنی ۵-۱ سال و محدوده‌های طولی ۵۸-۱۰ سانتیمتر و وزنی ۱۵۶۰-۱۲ گرم، بوسیله دستگاه LECO AMA۲۵۴ D۶۷۲۲ اندازه‌گیری شد. کالیبراسیون دستگاه با استانداردهای SRM ۱۶۳۳b و SRM ۲۷۰۹ و SRM ۲۷۱۱ در سه تکرار با دقت ردیابی در حد میکروگرم بر کیلوگرم وزن خشک انجام گرفت. درجه صحت آنالیز دستگاهی با انحراف استاندارد ۰/۰۵٪ >RSD (N = ۷) از ۹۵/۵ تا ۱۰۵درصد متغییر بود. حداقل و حداکثر مقدار جیوه بترتیب در بافت عضله پشتی ماهیان یکساله ۰/۲ppm و پنجساله ۱/۲ppm اندازه‌گیری شد. میانگین غلظت جیوه در عضله ماهیان یک و دو ساله ppm ۰/۵> x >۰/۱۷ و در سه و چهار ساله ppm ۱> x >۰/۵ بود. الگوی تجمع جیوه در اندام‌ها از رابطه معنی‌دار عضله > کبد > طحال برخوردار است و در ماده‌ها بیش از نرها می‌باشد (P<۰/۰۵). حد مجاز مصرف بدون اثرات سرطانزایی ناشی از جیوه برای زنان، مردان، نوجوانان و کودکان بترتیب ۲۷۰، ۳۲۰، ۱۲۵ و ۵۹ گرم در ماه تعیین گردید و از مصرف اردک ماهیان با طول بیش از ۳۵ سانتیمتر باید خودداری نمود.

لغات کلیدی: آلودگی، فلزات سنگین، آلاینده‌ها، جیوه، اردک ماهی، *Esox lucius*

* نویسندهٔ مسئول

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

مقدمه

فعالیتهای انسانی نسبت به عوامل طبیعی عمده‌ترین عامل افزایش جیوه در محیط‌زیست می‌باشند (Boening, 2000; Pacyna *et al.*, 2006 ;Swain *et al.*, 2007 ;Sharma *et al.*, 2008). افزایش غلظت جیوه در ماهیان بطور قابل توجهی به نرخ ریزشهای اتمسفری مرتبط است (Kraemer *et al.*, 2004). در اروپا کل جیوه رها شده به اتمسفر بالغ بر ۳۴۲ تن در سال و میزان ورود طبیعی آن به اتمسفر ۲۵۰ تا ۳۰۰ تن در سال برآورد شده است (Pacyna *et al.*, 2006). در حالیکه کل مقادیر جهانی آن بترتیب ۱۰۰۰۰ و ۶۰۰۰-۲۷۰۰ تن در سال تخمین زده می‌شود (USEPA, 2006). متیل جیوه (MeHg) عمده‌ترین ترکیب جیوه تجمع یافته در ماهیان می‌باشد (Kidd, 2005; Sharma *et al.*, 2008). مصرف ماهیان آب شیرین و دریایی منبع اصلی ورود متیل جیوه به انسان می‌باشد (Porvari & Verta, 2003) و بیش از ۸۰ درصد متیل جیوه از طریق مصرف ماهیان آلوده وارد بدن می‌گردد (Schober *et al.*, 2003; Mahaffey *et al.*, 2004). غلظت جیوه با تجمع و بزرگنمایی زیستی در شبکه غذایی افزایش می‌یابد (McIntyre & Beauchamp, 2007; Sharma *et al.*, 2008) و در آبهای شیرین بیشترین مقدار آن در گونه‌های ماهیان شکارچی بالای هرم غذایی نظیر اردک ماهی (*Esox lucius*) دیده می‌شود (Kidd, 2005; Sharma *et al.*, 2008 ;McIntyre & Beauchamp, 2007)، با این وجود رقیق‌سازی زیستی ناشی از رشد در بعضی از گونه‌های سریع‌الرشد ماهیان مشهود است (Cizdziel *et al.*, 2002; Campbell *et al.*, 2006). مطالعات نشان داده است که مقادیر اندک جیوه در غذا با خطر تغییرات شیمیایی سیستم عصبی (Weil *et al.*, 2005) و تخریب عروق قلبی-مغزی (Meyers *et al.*, 2000 ;Sorensen *et al.*, 1999; Arnold & Middaugh, 2004;Bogler & Schwetz, 2002) همراه است. تاکنون مقادیر گوناگونی از حد مجاز مصرف ماهیان آلوده به جیوه توسط سازمانهای ملی و بین‌المللی ارائه گردیده است. WHO حد قابل قبول جیوه برای ماهیانی که بطور متناوب مصرف می‌شوند را ۰/۱۷ppm، برای ماهیان تجاری ۰/۵ppm و حد بیش از ۰/۵ تا ۱ppm را برای اردک ماهیان، کوسه ماهی و تون ماهیان بیش از ۱ppm را غیر مجاز اعلام نموده است (Kojadinovic *et al.*, 2006 ;USEPA, 2004). حد مجاز مصرف جیوه براساس WHO برابر ۰/۷۱ میکروگرم در روز بر کیلوگرم وزن بدن می‌باشد (USEPA, ;Chan, 1998 Kojadinovic *et al.*, 2006 ;2004). در حالیکه حد مجاز جیوه را بترتیب ۰/۴ و ۰/۱ میکروگرم بر کیلوگرم وزن بدن در روز برای تمام افراد تعیین نموده‌اند (Kojadinovic *et al.*, 2006). تاکنون مقالات متعددی در زمینه بررسی تغییرات غلظت جیوه در بافت ماهیان براساس پارامترهای بیومتریک و حد مجاز مصرف ماهیان آلوده به جیوه منتشر گردیده است.

هدف از این تحقیق بررسی تجمع زیستی جیوه در اردک ماهیان تالاب انزلی در استان گیلان و حد مجاز مصرف آن بدون اثرات سرطانزایی ناشی از جیوه می‌باشد.

مواد و روش کار

منطقه مورد مطالعه در این تحقیق تالاب انزلی است که با مساحتی کمتر از یکصد کیلومترمربع در ۳۷ درجه و ۲۸ دقیقه عرض شمالی و ۴۹ درجه و ۲۵ دقیقه طول شرقی، در جنوب غربی دریای خزر، در استان گیلان واقع شده و تحت پوشش کنوانسیون بین‌المللی رامسر قرار دارد. نمونه‌برداری از تیر ۱۳۸۴ تا تیر ۱۳۸۵ بوسیله دام گوشگیر و دستگاه الکتروشوکر صورت گرفت. پس از ثبت وزن، سن، طول استاندارد و جنسیت، بافت عضله پشتی، کبد و طحال ماهیان جداسازی و در دمای ۲۰- درجه سانتیگراد منجمد و به آزمایشگاه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی دانشگاه تربیت مدرس منتقل گردیدند. نمونه‌ها با استفاده از آون در دمای ۶۰ درجه سانتیگراد بمدت ۷۲-۴۸ ساعت خشک و در هاون چینی بطور یکنواخت پودر شدند. آنالیز دستگاهی بوسیله دستگاه ویژه اندازه‌گیری جیوه LECO AMA۲۵۴ D۶۷۲۲ و کالیبراسیون دستگاه با سه نمونه استاندارد SRM ۱۶۳۳b و SRM ۲۷۰۹ و SRM ۲۷۱۱ در سه تکرار با دقت میکروگرم برکیلوگرم وزن خشک ردیابی گردید.

حد مجاز مصرف ماهی بدون اثرات سرطانزایی ناشی از جیوه با استفاده از فرمول زیر براساس معیار سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا محاسبه گردید (Kojadinovic *et al.*, 2006; USEPA, 2004):

$$\text{Meals/mo} = \frac{\text{RfD} \times \text{BW} \times ۳۵/۲ \times \text{Tap}}{\text{Cm} \times \text{Ms}}$$

که در آن:

RfD = ۰/۰۰۰۱ میلیگرم بر کیلوگرم وزن بدن در روز

magiran.com

BW = وزن بدن

Cm = غلظت جیوه اندازه‌گیری شده به میکروگرم در کیلوگرم وزن خشک

۳۵/۲= عدد ثابت برای تبدیل وزن به کیلوگرم

Tap = ۳۰/۴۴ (تعداد روزها در یک ماه)

Ms = اندازه وعده غذایی به اونس (Ounce)

Meals/mo = وعده در ماه می‌باشد.

بررسی تفاوت میانگین غلظت جیوه موجود در بافتهای مختلف ماهیان نر و ماده و بالغ و نابالغ در صورت اثبات نرمال بودن داده‌ها بوسیله آزمون Leven از آزمونهای t غیرجفتی و در موارد غیرنرمال بودن داده از آزمون من ویتنی (U-ManVitni) استفاده شد (Pelosi & Sandefer, 2003). برای بررسی تفاوت میانگین غلظت جیوه موجود در بافتهای مختلف ماهیان از آزمون تجزیه واریانس یکطرفه (ANOVA) استفاده شد و در صورت همگن بودن واریانسها از روش SNK و در صورت غیرهمگن بودن واریانسها از آزمون Dunnett's T_3 استفاده شد (Zar , 1999). در صورت غیرنرمال بودن توزیع داده‌ها از آزمون کروسکال – والیس استفاده گردید. جهت بررسی همبستگی بین متغیرها از آزمون همبستگی Spearman استفاده گردید و برای ارائه مدل آماری ساده پیش‌بینی مقدار جیوه بافتها با استفاده از ویژگی‌های ظاهری ماهیان از آزمون تجزیه رگرسیون ساده (خطی و غیرخطی) استفاده شد (Gomez & Gomez,

گروه	وزن بدن (پوند)	اندازه هر وعده غذایی (اونس)
زنان	۱۴۴	۶
مردان	۱۷۲	۸
نوجوانان	۶۷	۴
کودکان	۳۲	۳

(1984 در تمام مراحل آنالیز آماری خطای نوع اول مجاز ۵ درصد در نظر گرفته شد و برای نشان دادن عدم وجود تفاوت معنی‌دار بین میانگین داده‌های بدست آمده از گروههای مختلف از حروف لاتین مشابه استفاده گردید (a>b>c>d>e). آنالیز آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۱/۵ انجام پذیرفت.

نتایج

تضمین فرآیند و کنترل کیفی صحت آنالیز دستگاهی با استفاده از سه نمونه NIST ۱۶۳۳b، NIST ۲۷۰۹ و NIST ۲۷۱۱ انجام گرفت (Zolfaghari *et al.*, 2007). نتایج نشان داد که صحت دستگاه از ۹۵/۵ تا ۱۰۵ متغییر و دقت ردیابی در حد میکروگرم بر کیلوگرم وزن خشک با انحراف استاندارد RSD<٪۰/۰۵ (N = ۷) بوده است (جدول ۱).

جدول ۱: نتایج کنترل کیفی فرآیند ردیابی و اندازه‌گیری جیوه کل (میکروگرم بر کیلوگرم وزن خشک)

SRM a	N.	Certified value	Obtained mean	*SD* b	*R* c
NIST-1633b	۷	۰/۱۴۱	۰/۱۳۵	۰/۰۱۸	۹۵/۵
NIST-2709	۷	۱/۴۰۰	۱/۴۷۰	۰/۱۳۶	۱۰۵
NIST-2711	۷	۶/۲۵۰	۶/۳۴۰	۰/۲۱۵	۱۰۱

a : Standard reference material.
b : Standard deviation.
c : Recovery (%).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

magiran.com

جدول ۲ توصیف آماری میانگین و اشتباه معیار میزان جیوه در اندامهای مختلف براساس سن، بلوغ و جنسیت را نشان می‌دهد. نتایج تجزیه و تحلیل مقادیر جیوه موجود در بافتهای مختلف اردک ماهی (جدول ۲) نشان می‌دهد که در سنین مختلف تفاوت معنی‌داری بین میانگین غلظت جیوه در عضله، کبد و طحال وجود دارد ($P<0/01$). میانگین غلظت جیوه در عضله با افزایش سن بطور معنی‌داری افزایش می‌یابد بطوریکه میانگین غلظت جیوه عضله ماهیان در یک و دو ساله کمتر از ۰/۵ppm و در ماهیان سه و چهار ساله بیش از این حد و در ماهیان پنج ساله ۱/۲ppm تعیین گردید. در کبد نیز اگرچه مانند عضله کمترین غلظت جیوه مربوط به ماهیان یکساله بود اما تا سال پنجم به رغم وجود یک روند صعودی، افزایش معنی‌داری در غلظت جیوه در این بافت بوجود نیامده است (نمودار ۱). تغییرات غلظت جیوه در طحال کمی پیچیده‌تر از تغییرات آن در عضله و کبد بوده است. بطوریکه غلظت جیوه در طحال ماهیان یکساله، چهار ساله و پنج ساله بالاترین، در ماهیان سه ساله پایین‌ترین مقدار و در ماهیان دو ساله از این نظر حالت حد واسطی را از خود نشان می‌دهد (نمودار ۱).

بلوغ جنسی و جنسیت فقط بر متوسط غلظت جیوه در عضله و کبد اثر داشت ($P<0/05$). بطوریکه همواره با احتمال اطمینان ۹۵ درصد غلظت جیوه در عضله و کبد افراد بالغ بیش از نابالغ و کبد ماده‌ها بیش از نرها باشد این در حالی است که غلظت جیوه کل در طحال اردک ماهیان بالغ و نابالغ و همچنین در جنسهای نر و ماده نسبت به هم با اطمینان ۹۵ درصد تفاوت معنی‌داری نداشته است (جدول ۳ و نمودارهای ۲ و ۳).

جدول ۲: مقادیر شاخص‌های آماری مربوط به مقدار غلظت جیوه در بافتهای اردک ماهی (میکروگرم در کیلوگرم)

عامل		تعداد	جیوه عضله (ppb)		جیوه کبد (ppb)		جیوه طحال (ppb)	
			میانگین	اشتباه معیار	میانگین	اشتباه معیار	میانگین	اشتباه معیار
بلوغ	بالغ	۵۳	۷۴۷/۷۹	۹۹/۹۱	۷۶۷/۹۱	۶۱/۷۱	۳۵۵/۰۹	۴۹/۳۵
	نابالغ	۲۵	۲۴۵/۸۱	۱۴/۰۵	۱۶۰/۷۹	۴/۶۱	۲۳۴/۰۱	۱۰/۹۱
جنسیت	نر	۲۴	۵۳۱/۸۴	۱۱۰/۶۵	۳۸۸/۰۹	۱۰۰/۳۰	۲۹۱/۶۴	۷۵/۰۶
	ماده	۲۹	۹۲۶/۵۱	۱۵۱/۷۸	۵۳۳/۹۶	۷۵/۷۸	۴۰۷/۶۰	۶۴/۹۶
سن	۱ سال	۲۵	۲۴۵/۸۱	۱۴/۰۵	۱۶۰/۷۹	۴/۶۰	۲۳۴/۰۱	۱۰/۹۱
	۲ سال	۵	۴۰۴/۷۴	۱۱۲/۵۲	۲۴۴/۸۸	۸۷/۳۴	۱۶۵/۴۲	۶۱/۹۰
	۳ سال	۱۲	۵۱۶/۳۶	۱۳۹/۹۸	۲۰۲/۹۶	۵۵/۷۶	۱۵۱/۰۲	۳۰/۲۹
	۴ سال	۲۲	۶۷۶/۶۶	۹۹/۵۴	۴۵۲/۱۴	۸۷/۷۹	۳۵۴/۷۰	۶۹/۵۳
	۵ سال	۱۴	۱۱۸۰/۴۵	۷۱/۳۰	۷۹۹/۴۳	۱۴۳/۲۸	۵۹۸/۲۸	۱۲۳/۴۶

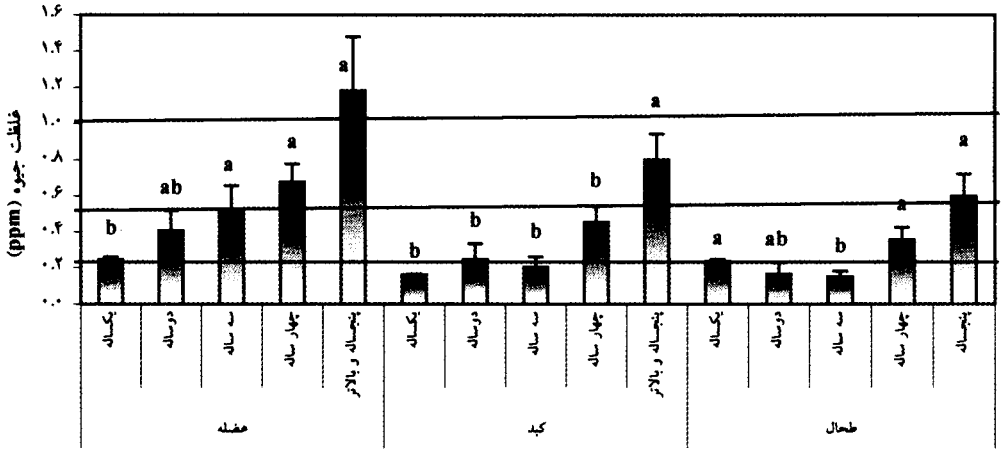
جدول ۳: نتایج تجزیه و تحلیل مقادیر جیوه موجود در بافتهای مختلف اردک ماهی

منبع تغییرات	بافت	شاخص آزمون	*p*
سن	عضله	$\chi^2(4)= ۲۱/۴۳۳^{**}$	۰/۰۰۰
	کبد	$\chi^2(4)= ۲۱/۸۴۲^{**}$	۰/۰۰۰
	طحال	$F(4, 73) =۵/۸۰۱^{**}$	۰/۰۰۰
بلوغ	عضله	$U=۲۸۵/۰۰۰^{**}$	۰/۰۰۰
	کبد	$U=۴۷۵/۰۰۰^{*}$	۰/۰۴۵
	طحال	$U=۶۱۶/۰۰۰^{ns}$	۰/۶۱۹
جنسیت	عضله	$t(51)=-۲/۸۱۴^{**}$	۰/۰۰۷
	کبد	$U=۲۱۷/۰۰۰^{*}$	۰/۰۱۹
	طحال	$U=۲۷۹/۰۰۰^{ns}$	۰/۲۱۸

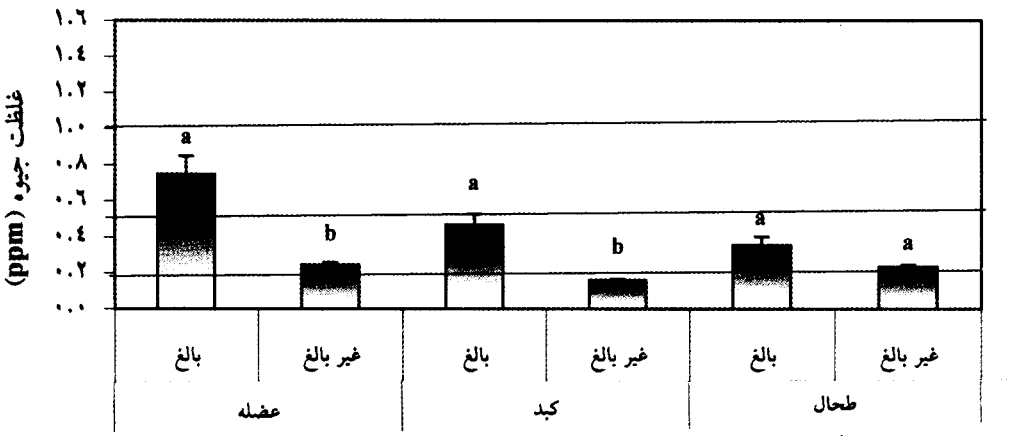
* علامتهای * و ** بترتیب معرف وجود اختلاف معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۵ و ۹۹ درصد است.
ns عدم وجود اختلاف معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد را نشان می‌دهد.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

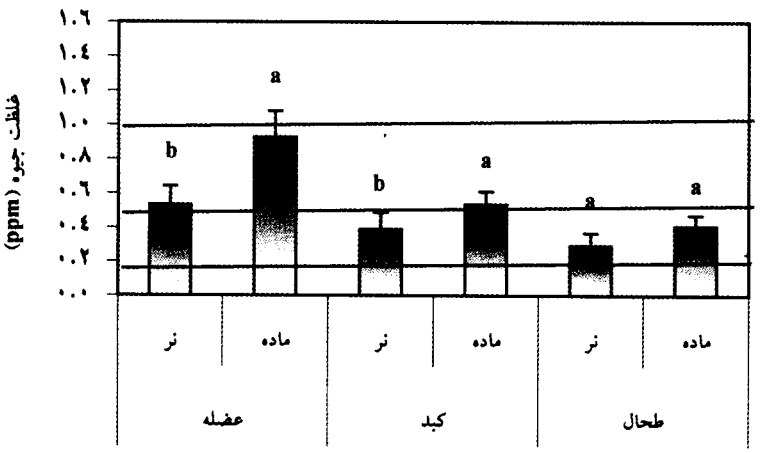
magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]



نمودار ۱: مقایسه میانگین غلظت جیوه کل در بافتهای مختلف اردک ماهی در سنین مختلف براساس معیارهای WHO



نمودار ۲: مقایسه میانگین غلظت جیوه کل در بافتهای مختلف اردک ماهیان بالغ و غیربالغ براساس معیارهای WHO



نمودار ۳: مقایسه میانگین غلظت جیوه کل در بافتهای مختلف اردک ماهیان نر و ماده براساس معیارهای WHO

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

میانگین غلظت جیوه در همه سنین، اندامها و جنسها بجز کبد نابالغین بیش از ۰/۱۷ppm بود. در عضله اردک ماهیان نابالغ کمتر از ۰/۵ppm و در اردک ماهیان بالغ و در هر دو جنس بیش از ۰/۵ppm اندازه‌گیری شد اما هیچگاه از حد مجاز WHO برای مصرف اردک ماهیان (۱ppm) تجاوز نکرد.

مقادیر ضریب همبستگی و نتایج آزمون معنی‌دار بودن آنها (ضریب همبستگی اسپیرمن) بین سن، طول و وزن اردک ماهی‌های مورد مطالعه در جدول ۴ درج گردیده است. نتایج نیم ماتریس همبستگی بدست آمده نشان می‌دهد که اولاً میانگین غلظت جیوه کل در عضله، کبد و طحال اردک ماهی‌های مورد مطالعه با احتمال ۹۹ درصد در ارتباط مستقیم با یکدیگر و با افزایش یکی، دیگری نیز بترتیب افزایش یا کاهش می‌یابد. میانگین غلظت جیوه کل در عضله و کبد اردک ماهیها ارتباط مستقیم با سن، طول و وزن بدن آنها دارد ($P<0/01$). مطابق نمودارهای ۴، ۵ و ۶، بعد از سه سالگی میزان تجمع جیوه در اندامهای مورد مطالعه بویژه در عضله بطور قابل توجهی افزایش می‌یابد و میانگین طول اردک ماهیان در این سن در حدود ۳۵ سانتیمتر است. اما غلظت جیوه در طحال اردک ماهی‌ها رابطه معنی‌داری با سن، طول و وزن بدن آنها ندارد ($P>0/05$). عدم وجود رابطه آماری معنی‌دار می‌تواند به معنی خطی نبودن رابطه مذکور نیز باشد. همچنین به منظور بالا بردن قدرت پیش‌بینی‌های علمی در مورد غلظت جیوه موجود در عضله، کبد و طحال اردک ماهیان منطقه مورد مطالعه و مناطق مشابه بهترین رابطه رگرسیونی بین سن، طول و وزن بدن ماهیها و میانگین غلظت جیوه عضله، کبد و طحال آنها در جدول ۵ آمده است.

حد مجاز مصرف ماهانه اردک ماهیان تالاب انزلی بدون اثرات سرطانزایی ناشی از جیوه براساس گروههای رشدی – جنسی و فرمول ارائه شده توسط سازمان محیط زیست آمریکا با فرض جذب ۱۰۰ درصد جیوه وارده به بدن برای زنان، مردان، نوجوانان و کودکان بترتیب ۲۷۰، ۳۲۰، ۱۲۵ و ۵۹ گرم تعیین گردید.

جدول ٤: نتایج آنالیز همبستگی خطی جیوه و خصوصیات کمی اردک ماهیان

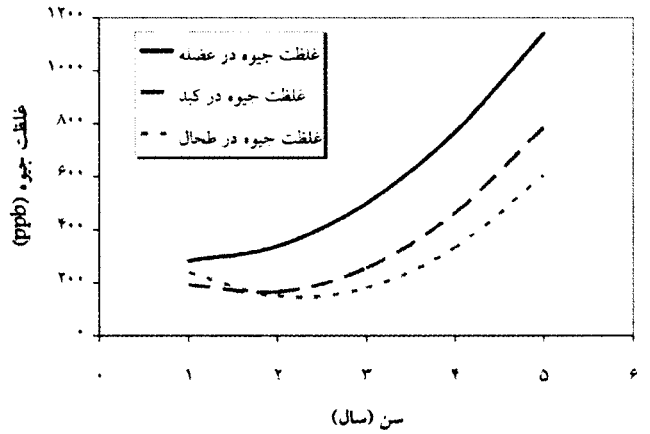
	سن	طول بدن	وزن بدن	جیوه عضله	جیوه کبد	جیوه طحال
سن	۱/۰۰۰					
طول بدن	۰/۹۲۹**	۱/۰۰۰				
وزن بدن	۰/۹۲۹**	۰/۹۹۵**	۱/۰۰۰			
جیوه عضله	۰/۵۲۵**	۰/٤۸۱**	۰/٤۹۱**	۱/۰۰۰		
جیوه کبد	۰/٤٤٤**	۰/۳۷۲**	۰/۳۷۲**	۰/٦۰۳**	۱/۰۰۰	
جیوه طحال	۰/۱۹٦ns	۰/۱۳۱ns	۰/۱٤۱ns	۰/٤۹۸**	۰/٦۸۳**	۱/۰۰۰

** وجود اختلاف معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۹ درصد است.
ns عدم وجود اختلاف معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد

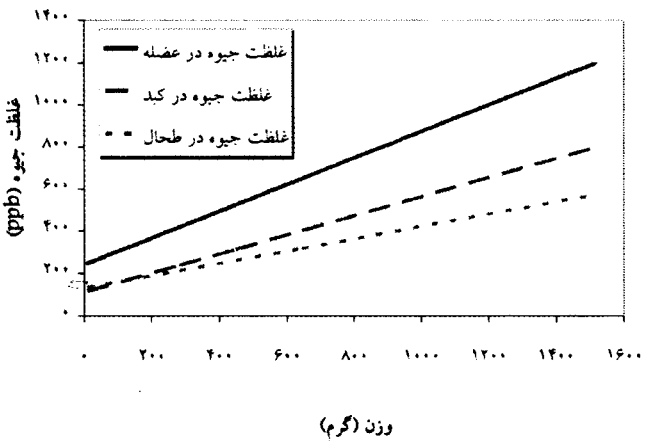
جدول ۵: نتایج آنالیز رگرسیون ساده بین ویژگی‌های اردک ماهیها و میانگین غلظت جیوه کل در بافتهای مختلف آنها

ویژگی ظاهری (X)	متغیروابسته (Y)	مدل آماری	R^2	F	p
سن	جیوه عضله	$Y = 331.64 - 102.33\ x + 52.74\ x^2$	۰/۹٦۹	۳۱/٤۱	۰/۰۳۱
	جیوه کبد	$Y = 335.42 - 201.90\ x + 58.39\ x^2$	۰/۹٦۳	۲۵/۹۳	۰/۰۳۷
	جیوه طحال	$Y = 446.49 - 269.19\ x + 60.16\ x^2$	۰/۹۸۸	۷۹/۹۷	۰/۰۱۲
طول	جیوه عضله	$Y = 341.06 - 15.14\ x + 0.55\ x^2$	۰/۹۹۷	۳۸٤/۲٦	۰/۰۰۳
	جیوه کبد	$Y = 300.93 - 18.73\ x + 0.51\ x^2$	۰/۹۵۲	۱۹/۸۸	۰/۰٤۸
	جیوه طحال	$Y = (197899 - 17462\ x + 369.36\ x^2)^{0.5}$	۰/۹۸۱	۵۰/٤۵	۰/۰۱۹
وزن	جیوه عضله	$Y = 242.23 + 0.63\ x$	۰/۹۹۷	۱۱۹۱/۲۵	۰/۰۰۰
	جیوه کبد	$Y = 112.82 + 0.45\ x$	۰/۹٤۰	٤٦/۸۰	۰/۰۰٦
	جیوه طحال	$Y = 132.51 + 0.29\ x$	۰/۸۰۷	۱۲/۵۰	۰/۰۳۸

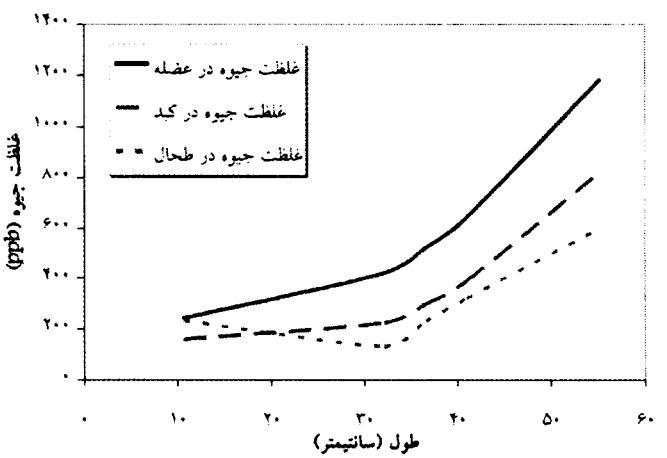
magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]



نمودار ٤: روند تغییرات میانگین غلظت جیوه کل در بافتهای مختلف اردک ماهی با توجه به تغییرات سنی



نمودار ٥: روند تغییرات میانگین غلظت جیوه کل در بافتهای اردک ماهی با توجه به تغییرات وزنی



نمودار ٦: روند تغییرات میانگین غلظت جیوه کل در بافتهای اردک ماهی با توجه به تغییرات طولی

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

بحث

تاکنون مقادیر گوناگونی از حد مجاز مصرف ماهیان آلوده به جیوه توسط سازمانهای ملی و بین‌المللی ارائه گردیده است. WHO حد قابل قبول جیوه برای ماهیانی که بطور متناوب مصرف می‌شوند را ۰/۱۷ppm و برای ماهیان تجاری ۰/۵ ppm و حد بیش از ۰/۵ تا ۱ ppm را برای اردک ماهیان، کوسه ماهی و تون ماهیان و بیش از ۱ppm را غیرمجاز اعلام نموده است (Kojadinovic *et al.*, 2006 ;USEPA, 2004). Ginsberg و Toal در سال ۲۰۰۰ اشاره نمودند که حتی مصرف یک وعده ماهی دارای بیش از ۰/۱۷ppm جیوه می‌تواند برای مادران باردار و شیرده خطرناک باشد. در تحقیق حاضر حداقل و حداکثر مقدار جیوه کل بترتیب در بافت عضله پشتی اردک ماهیان یکساله (۰/۲ppm) و پنج ساله (۱/۲ppm) اندازه‌گیری شد. غلظت جیوه در عضله اردک ماهیها با افزایش سن بطور معنی‌داری افزایش یافته و در همه سنین بالاتر از حد بی خطر ۰/۱۷ppm بوده است بطوریکه میانگین غلظت جیوه در عضله ماهیان یک و دو ساله کمتر از ۰/۵ppm، در ماهیان سه و چهار ساله بیش از این حد و در ماهیان پنج ساله (۱/۱۸ppm) بیش از حد مجاز WHO (۱ppm) (USEPA, 2004) بوده است. Duffy و همکاران در سال ۱۹۹۹ حداکثر میزان جیوه در عضله پشتی اردک ماهی از رودخانه‌های Andreafsky و Sulukna واقع در منطقه غرب آلاسکا را بترتیب ۱/۸۲ و ۱/۵۱ ppm ثبت نمودند که بیش از حد مجاز تعیین شده (۱ppm) برای مصرف اردک ماهی بوده است. Lockhart و همکاران در سال ۲۰۰۵ نیز با بررسی میزان جیوه در عضله پشتی ماهیان دریاچه‌های شمال کانادا در سال ۲۰۰۵ مشاهده نمودند که جیوه کل در اردک ماهی و قزل‌آلای دریاچه‌ای از حد مجاز ۰/۱۷ppm برای مصرف متناوب (USEPA, 2004) بیشتر و در بسیاری موارد بیش از حد مجاز ۰/۵ppm برای مصرف ماهیان تجاری (USEPA, 2004) بود و بیشترین میزان جیوه در اردک ماهی شمالی را ۱/۷۹ppm گزارش نمودند. Kojadinovic و همکاران در سال ۲۰۰۶ حداقل و حداکثر میانگین تجمع جیوه در ۱۵ گونه از ماهیان تجاری آبهای غرب اقیانوس هند را ۰/۲ و ۳/۹۷ ppm گزارش نمودند. همچنین Jewett و Duffy با مطالعه ۱۷ گونه از ماهیان منطقه آلاسکا در سال ۲۰۰۷ مشاهده نمودند که میانگین جیوه در اردک ماهی شمالی بیش از سایر گونه‌ها و بیش از ۱ppm بوده است. Chien و همکاران نیز در سال ۲۰۰۷ با ارزیابی حد مجاز مصرف ماهیان آلوده به جیوه در کشور تایوان میانگین جیوه کل در شمشیر ماهی و کوسه ماهی را بترتیب ۰/۷۷ و ۰/۷۳ppm اندازه‌گیری نمودند. در سال ۲۰۰۸ هم Davis و همکاران با بررسی میزان جیوه در عضله ۱۰ گونه از ماهیان دلتای ساکرومنتو در کالیفرنیا نشان دادند که ۳۰ درصد اردک ماهیان مورد بررسی بیش از ۰/۵ppm جیوه داشته‌اند. تحقیق حاضر نشان داد که میانگین غلظت جیوه در عضله و کبد با پارامترهای سن، طول و وزن رابطه مثبت و معنی‌داری دارد که چنین نتایجی توسط دیگر محققان نیز گزارش شده است (Canlh & Atli, 2003; Black more & Davis *et al.*, 2008 ;Anan *et al.*, 2005 ;Wang, 2004 ;Burger, 2009) در حالیکه میانگین جیوه در طحال با پارامترهای مذکور رابطه معنی‌داری ندارد. جنسیت اثر معنی‌داری بر میانگین جیوه در عضله و کبد داشته و در ماده‌ها بیش از نرها بوده است ($P<0.05$). در حالیکه میانگین جیوه در طحال ارتباط معنی‌داری با جنسیت نداشته است. بعلاوه در تحقیق حاضر میزان جیوه بطور معنی‌داری در جنس ماده بیش از جنس نر اندازه‌گیری شد ($P<0.05$). تفاوت غلظت جیوه در جنس نر و ماده نشاندهندهٔ تفاوت در فعالیتهای متابولیکی دو جنس می‌باشد (Garcia & Carignan, 2000; Canli & Atli, 2003). نتایج بدست آمده توسط Jewett و همکاران در سال ۲۰۰۳ نشان داد که غلظت جیوه در عضله جنس ماده و نر اردک ماهی شمالی تفاوت معنی‌داری با هم نداشته ولی میزان جیوه در جنس ماده ماهی grayling را بطور معنی‌داری بیش از جنس نر اندازه‌گیری نمودند. نتایج تحقیق حاضر همچنین نشان داد که همواره میانگین جیوه کل در عضله بطور معنی‌داری بیش از کبد و طحال می‌باشد ($P<0.05$). Jewett و همکاران در سال ۲۰۰۳ با بررسی میزان جیوه و متیل جیوه در اردک ماهی شمالی از رودخانه‌های غرب آلاسکا نشان دادند که میزان جیوه در عضله اردک ماهی شمالی در رودخانه های غرب آلاسکا (۱/۵۲ppm) بطور معنی‌داری بیش از کبد آن (۱/۲ppm) بوده است. Hajeb و همکاران در سال ۲۰۰۹ میزان جیوه در ۱۲ گونه از ماهیان پلاژیک رایج مورد مصرف در کشور مالزی را بررسی و نشان دادند که در همه موارد میزان تجمع جیوه در عضله بیش از کبد

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

بوده است. همچنین Regine و همکاران در سال ۲۰۰۶ با بررسی ۱۲ گونه ماهی از منطقه Guiana در فرانسه واقع در حوزه آبخیز رود آمازون نشان دادند که جیوه در عضله به شدت بیش از سایر اندامها تجمع می‌یابد.

در کبد فرآیند تصفیه موجب حذف جیوه می‌شود (Jewett *et al.*, 2003). جیوه بصورت متیل جیوه از طریق غذا وارد بدن ماهی می‌شود و با باندهای سولفیدی به آمینواسیدهای بافت عضله متصل و در عضله بیشتر تجمع می‌یابد، همچنین با افزایش بافت ظرفیت تجمع جیوه افزایش (St-Louis *et al*, 1996; Blakmore & Wang, 2004; Chen *et al.*, 2005) و با افزایش اندازه ماهی سرعت دفع آن از بدن کاهش می‌یابد (Yamaguchi *et al*, 2004). از سوی دیگر جیوه در غلظت‌های کم در محیط، ترجیحاً در عضله تجمع می‌یابد (Goldstein *et al.*, 1996; Sager, 2004) و متیل جیوه موجب تحریک افزایش ترشح هورمونهای گنادی از کبد شده و منجر به کاهش تجمع آن در کبد می‌گردد (Yamaguchi *et al.*, 2004). میزان تجمع جیوه تحت تاثیر فاکتورهای متعددی نظیر نرخ متابولیک و سرعت رقیق‌سازی زیستی نیز می‌باشد (Langston & Spence, 1995; Anan *et al.*, 2005). Trudel و Rasmussen در سال ۱۹۹۷ نشان دادند سرعت رقیق‌سازی زیستی جیوه در عضله ماهی ارتباط معکوسی با طول ماهی داشته و تجمع جیوه به زمان واقع شدن در معرض جیوه و مکانیسم تجمع آن بستگی دارد. در نتیجه با افزایش سن و طول، میزان آن افزایش می‌یابد (Jewett & Duffy, 2007; McIntyre & Beauchamp, 2007; Sharma *et al.*, 2008). Jewett و همکاران در سال ۲۰۰۳ نشان دادند که ارتباط معنی‌داری بین میزان تجمع جیوه در عضله و طول اردک ماهی شمالی و ماهی grayling از رودخانه‌های غرب آلاسکا وجود دارد. Anan و همکاران نیز در سال ۲۰۰۵ با بررسی تجمع جیوه در ۱۰ گونه از ماهیان استخوانی سواحل دریای خزر نشان دادند که میزان تجمع جیوه ارتباط مستقیمی با وزن و طول ماهی دارد (Farkas *et al.*, 2003). Burger نیز در سال ۲۰۰۹ نشان داد که طول ماهی Bluefish با میزان تجمع جیوه در عضله ارتباط مستقیمی دارد. میزان ورودی جیوه به بدن انسان را می‌توان با مصرف ماهیان کوچکتر بلحاظ طولی و سنی کاهش داد (Burger, 2009). در تحقیق حاضر همبستگی بین طول اردک ماهی با میزان جیوه در عضله آن برابر ۰/۹۹۷ بدست آمده است که نسبتاً مشابه میزان ۰/۸۲ گزارش شده در اردک ماهی پناهگاه حیاط وحش Innoko در آلاسکا (Davis *et al.*, 2008)، میزان ۰/۸۶ برای اردک ماهیان رودخانه‌های غرب آلاسکا و نیز میزان ۱/۰۲ در اردک ماهی گزارش شده توسط Duffy و همکاران در سال ۱۹۹۹ می‌باشد. نتایج تحقیق حاضر نشان داد که میزان جیوه در عضله پشتی اردک ماهیان با بیش از ۳۵ سانتیمتر طول بیش از حد مجاز ۰/۵ppm می‌باشد. میزان ۲۰-۵ ppm جیوه موجب سمیت در ماهی می‌شود (Wiener *et al.*, 2003)، از اینرو اردک ماهیان مسن در تالاب انزلی با میانگین ۱/۲ppm، در معرض خطر سمیت جیوه نمی‌باشند. حد مجاز مصرف جیوه براساس WHO برابر با ۰/۷۱ میکروگرم بر کیلوگرم وزن بدن در روز می‌باشد (Chan, 1998; USEPA, 2006; Kojadinovic *et al.*, 2006)، در حالیکه FDA و EPA حد مجاز مصرف جیوه را بترتیب ۰/۴ و ۰/۱ میکروگرم برکیلوگرم وزن بدن در روز برای تمام افراد تعیین نموده‌اند (Hirsch, 2002; Kojadinovic *et al.*, 2006). Jewett و همکاران نیز در سال ۲۰۰۳ در اردک ماهی شمال آلاسکا با میانگین ۱/۵۲ppm جیوه در عضله حد مجاز مصرف آن برای افراد بالغ را یک وعده در ماه و برای کودکان فقط ۲ وعده در سال تعیین نمودند. Kojadinovic و همکاران در سال ۲۰۰۶ حداقل و حداکثر میانگین تجمع جیوه در ۱۵ گونه از ماهیان تجاری آبهای غرب اقیانوس هند را ۰/۲ و ۳/۹۷ ppm گزارش و حد مجاز مصرف برای تون ماهیان آبهای غرب اقیانوس هند را چهار وعده ۲۳۰ گرمی در ماه برای افراد بالغ بجز مادران شیرده و باردار تعیین نمودند. Chien و همکاران نیز در سال ۲۰۰۷ با ارزیابی حد مجاز مصرف ماهیان آلوده به جیوه در کشور تایوان میانگین جیوه کل در شمشیر ماهی و کوسه ماهی را بترتیب ۰/۷۷و ۰/۷۳ppm اندازه‌گیری و حد مجاز مصرف این ماهیان را بترتیب ۵۰ > گرم و ۹۰> گرم در روز محاسبه نمودند. همچنین Burger در سال ۲۰۰۹ گزارش نمود که مادران باردار و شیرده، کودکان و افراد مسن باید از مصرف ماهی Bluefish اندازه‌های بالای ۵۰ سانتیمتر با میانگین جیوه بیش از ۰/۳ppm خودداری نمایند. در تحقیق حاضر حد مجاز مصرف اردک ماهیان تالاب انزلی از ایران بدون اثرات سرطانزایی ناشی از جیوه با فرض جذب ۱۰۰ درصد برای چهار گروه زنان، مردان، نوجوانان و کودکان بترتیب ۲۷۰، ۳۲۰، ۱۲۵ و ۵۹ گرم در ماه تعیین گردید

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

و از مصرف اردک ماهیان با طول بیش از ۳۵ سانتیمتر باید خودداری نمود. نتایج بدست آمده راهنمای مناسبی برای مدیریت خطر زیست‌محیطی ناشی از جیوه در تالاب انزلی می‌باشد.

تشکر و قدردانی

از همکاریهای ارزشمند کارشناسان محترم آزمایشگاه ماهی‌شناسی مرکز تحقیقات آبزی پروری آبهای داخلی، بندر انزلی و آزمایشگاه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی دانشگاه تربیت مدرس، نور تشکر و قدردانی می‌گردد.

منابع

Al-Majed N. and Preston M., 2000. An assessment of the total and methylmercury content of zooplandkton and fish tissue collected from Kuwait territorial Waters. Marine Pollution Bulletin, 40:298-307.

Arnold S.M. and Middaugh J.P., 2004. Use of traditional foods in a healthy diet in Alaska: Risks in perspective. Mercury, State of Alaska, 8(11). Epidemial Bulletin, Second Edition, Vol. 2.

Anan Y., Kunito T., Tanabe S., Mitrofanov I. and Aubrey D.J., 2005. Trace element accumulation in fishes collected from coastal waters of the Caspian Sea. Marine Pollution Bulletin, 51:882-888.

Boening D.W., 2000. Ecological effects, transport and fate of mercury. A general review. Chemosphere, 40:1335-1351.

Bolger P. and Schwetz B.A., 2002. Mercury and health. New England Journal of Medicine, 47:1735-1736.

Blackmore G. and Wang W., 2004. The transfer of cadmium, mercury, mthylmercury and zinc in an intertidal rocky shore food chain. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 307:91-110.

Burger J., 2009. Risk to consumers from mercury in bluefish (*Pomatomus saltatrix*) from New Jersey: Size, season and geographical effects. Environmental Research, 109:803-811.

Chan HM., 1998. Metal accumulation and detoxification in humans. Metal metabolism in aquatic environment. Ecotoxicology series. Chapman and Hall, London, UK. pp.415-38.

Cizdziel J.V., Hinners T.A., Pollard J.E., Heithmar E.M., and Cross C.L., 2002. Mercury concentrations in fish from Lake Mead, USA, related to fish size, condition, trophic level, location and consumption risk. Archive of Environment Contamination Toxicology, 43:309-317.

Canli M. and Atli, G., 2003. The relationship between heavy metal (cd,cr,cu,fe,pb,zn) level and the size of six Mediterranean fish species. Journal of Environmental Pollution, 121:129-136.

Chen C.Y., Stemberger R.S., Kaman N.C., Mayes B.M. and Folt C.L., 2005. Patterns of hg biomagnification and transfer in aquatic food web across multi-lake studies in the northeast U.S. Journal of ECO Toxicology, 14:135-147.

Campbell L., Hecky R.E., Dixon D.G. and Chapman L.I., 2006. Food web structure and mercury transfer in two contrasting Ugandan highland crater lakes (East Africa). African Journal of Ecology, 44:337-46.

Chien L-C., Yeh C-Y., Jiang C-B., Hsu C-S. and Han B-C., 2007. Estimation of acceptable mercury intake from fish in Taiwan Chemosphere, 67:29-35.

magiran.com

Duffy L.K., Scofield E., Rogers T., Patton M. and Bowywr R.T., 1999. Comparative baseline levels of mercury, Hsp70 and Hsp60 in subsistence fish from the Yukon-Kuskokwim delta region of Alaska. Comparative Biochemistry and Physiology, 124C:181-186.

Davis J., Greenfield B., Ichikawa G. and Stephenson M., 2008. Mercury in sport fish from the Sacramento-Sea Joaquin Delta region, California, USA. Science of the Total Environment, 391:66-75.

Farkas A., Salanki J. and Specziar A., 2003. Age and size specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis branna* L. populating a low-contaminated size. Water Research, 37:959-964.

Gomez K.A. and Gomez A.A., 1984. Statistical procedure for agricultural research. John Wiley & Sons, New York, USA. 680P.

Goldstein R.M., Brigham M.E. and Stauffer J.C., 1996. Comparison of mercury concentration in liver, muscle, whole bodies and composites of fish from the Red river of the North. Canadian Journal of Fish Aquatic Science, 53:244-252.

Garcia E. and Carignan R., 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. Canadian Journal of Fish Aquatic Science, 57(Suppl. 2): 129-135.

Ginsberg G.L. and Total B.F., 2000. Development of a single meal fish consumption advisory for methylmercury. Risk Analysis, 20:41-47.

Hajeb P., Jinap S., Ismail A., Fatimah A.B., Jamilah B. and Rahim M.A., 2009. Assessment of mercury level in commonly consumed marine fishes in Malaysia. Food Control, 20:79-84.

Jewett S.C., Zhang X., Naidu A.S., Kelley J., Dasher D. and Duffy L.K., 2003. Comparison of mercury and methylmercury in northern pike and Arctic grayling from western Alaska rivers. Chemosphere, 50:383-392.

Jewett S.K. and Duffy L., 2007. Mercury in fishes of Alaska, with emphasis on subsistence species. Science of the Total Environment, 387:3-27.

Kraemer H.J., Neidhart B., Vogt J.R. and Meyer W., 2004. Accumulation of mercury in fish. 2nd International Conference on Nuclear in Environmental Research. 29 July 2004. U.S.A.

Kidd K., 2005. Mercury in fish form African lakes. Nature Research Forum, 29:177-8.

Kojadinovic J., Potier M., Corre M.L., Cosson, R. and Bustamante P., 2006. Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian Ocean. Science of the Total Environment, 366: 688-700.

Langston W.J. and Spence S.K., 1995. Biological factors involved in metal concentration observed in aquatic organisms. *In*: (eds. A. Tessier and D.R. Turner). Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. John Wiley, Chichester, pp.407-478.

Lockhart W.L., Stern G.A., Low G., Hendzel M., Boila G., Roach P., Evans M.S., Billeck B.N., Delaronde J., Friesen S., Kidd K., Atkins S., Muir D.C.G., Stoddart M., Stephens G., Stephenson S., Harbicht S., Snowshoe N., Grey B., Thompson S. and Degraff N., 2005. A history of total mercury in edible muscle of

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

fish from lakes in northern Canada. Science of the Total Environment, pp.351-352,427-463.

Meyers G.J., Davidson P.W., Cox C., Shamlaye C., Cernichiari E. and Clarkson T.W., 2000. Twenty-seven years studying the human neurotoxicity of methylmercury exposure. Environment Research, 83:275-85.

Mahaffey K.R., CLickner R.P. and Bodurow C.C., 2004. Blood organic mercury and dietary mercury intake: National health and nutrition examination survey. Journal of Environment Health Perspective, 112:562-57.

McIntyre J.K. and Beauchamp D.A., 2007. Age and trophic position dominate bioaccumulation of mercury and organochlorines in the food web of Lake Washington. Science of the Total Environment, 372:571-84.

Pelosi M.K. and Sandifer T.M., 2003. Elementary statistics: From discovery to decision. John Willey & Sons, INC. 793P.

Porvaro P. and Verta M., 2003. Total and methyl mercury concentrations and fluxes from small boreal forest catchments in Finland. Environment Pollution, 123:181-191.

Pacyna E.G., Pacyna J.M., Steenhuisen F. and Wilson S., 2006. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. Atmos Environment, 40:4048-63.

Regian M-B., Gilles D., Yannick D. and Alian B., 2006. Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (*Amazonian basin*). Science of the Total Environment, 368:262-270.

St. Louis V., Rudd J.W., Kelly C.A., Beaty K.G., Flatt R.J. and Roulet U.T., 1996. Production and loss of methylmercury and loss of total mercury from boreal forest catchments conining different types of wetlands. Journal of Environment Science Technology, 30(9):2719-2729.

Sorensen N., Murata K., Budtz-Jorgensen E., Weihe P. and Grandjean P., 1997. Prenatal methylmercury exposure as a cardiovascular risk factor at 7 year of age. Epidemiology, 10:370-375.

Sager D.R., 2004. Long-term variation in mercury concentration in estuarine organisms with changes in releases into Lavaca Bay. Texas, USA. Marine Pollution Bulletin, 44:807-815.

Schobers S.E., Sinks T.H. and Jones R.S., 2003. Blood mercury level in U.S. children and women of childbearing age, JAMA. 289:1667-1674.

Swain E.B., Jakus P.M., Rice G., Lupi F., Maxson P.A. and Pacyna J.M., 2007. Socioeconomic consequences of mercury use and pollution. American Biology, 36:45-61.

Sharma C.M., Borgstron R., Huitfeldt J.S. and Rosseland B.O., 2008. Selective exploitation of large pike *Esox lucius*. Effects on mercury concentrations in fish populations. Science of the Total Environment, 399:33-40.

Trudel M. and Rasmussen J.B., 1997. Modeling the elimination of mercury by fish. Environment Science Technology, 31:1716-1722.

USEPA (American Environmental Protection Agency), 2004. http://www.epa. gov/waterscience/fishadvice/1-meal-per-week.pdf/2006.

USEPA (American Environmental Protection Agency), 2006. Water quality criteria for protection of human health: Methylmercury

final U.S. Environment Protection Agency. EPA/823/R-01/00.

Yamaguchi M., Yasutak A., Nagano M. and Yasuda Y., 2004. Accumulation and distribution of methylmercury in fresh water and sea water adapted Eels. Bulletin of Environment Contamination Toxicology, 73:257-263.

Zar J.H., 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall International, Inc. 660P.

Zolfaghari G., Esmaili-Sari A. and Ghasempouri S.M., 2007. Examination of mercury concentration in the feathers of 18 species of birds in southwest Iran. Environmental Research, 104:258–265.

Weil M., Bressler J., Parsons P., Bolla K., Glass T. and Schwartz B., 2005. Blood mercury levels and neurobehavior function. JAMA, 293:1875-82.

magiran.com
[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

magiran.com

Mercury bioaccumulation in pike (*Esox lucius*) from Anzali Lagoon, Iran

Ghasemzadeh G.R.[(1)*]; Esmaeli Sari A.[(2)]; Sharifpour I.[(3)];Vosoughi Gh.[(4)]; Ghasempouri S.M.[(5)] and Zolfaghari G.[(6)]

g_ghasemzadeh@yahoo.com

1, 2, 4- Science and Research Branch, Islamic Azad University, P.O.Box: 14515-775 Tehran, Iran

3- Iranian Fisheries Research Organization, P.O.Box.14155-6116 Tehran, Iran

5 , 6- Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modarres University, P.O.Box: 14155-365 Noor, Iran

Received: November 2009 Accepted: May 2010

Keywords: Pollution, Heavy metals, Pollutant, Mercury, *Esox lucius*

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-28]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1389.19.1.9.7]

[DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110286]

Abstract

This paper presents the levels of total mercury (T-Hg) in dorsal muscle, liver and spleen of pike (*Esox lucius*) from Anzali Lagoon in Iran. Sampling were carried out from July 2004 to July 2005. In addition 78 samples were collected. T-Hg concentration were calculated in relation to biometric factors. T-Hg was measured by the LECO AMA 254 Advanced Mercury Analyzer (USA) according to ASTM standard NoD-6722. Each sample was analyzed 3 times. Accuracy of T-Hg analysis was checked by running three samples of Standard Reference Materials; SRM 1633b, SRM 2711 and SRM 2709. Detection limit was 0.001mg/kg in dry weight. The minimum and maximum concentration of T-Hg in dorsal muscle was 0.2ppm in one year and 1.2ppm in five year class. The mean T-Hg significantly increased wit age increased ($P<0.05$). The T-Hg mean concentration. In 1 and 2 year classes was $0.17<x<0.5$ppm, in 3 and 4 year classes was $0.5<x<1$ppm and in five year class was >1ppm. Accamulation pattern of Hg was significantly as well as muscle>liver>spleen. T-Hg content in females was higher than males ($P<0.05$). Acceptable monthly intake without carcinogenic effects due to mercury for women, men, juveniles and children was 270, 320, 125 and 59g per month. Consumption of pike above 35cm. length should be avoided.

* Corresponding author